تأثیر سابقه آتش‌سوزی بر برخی خواص فیزیکی و شیمیایی خاک در اکوسیستم جنگلی سردشت

ساناز اشرفی سعیدلو، میر حسن رسولی صدقیانی* و محسن برین[۱]

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۶/۰۲ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۹/۱۳)

چکیده

تأثیر آتش‌سوزی بر خاک‌ها به‌شدت و مدت آتش‌سوزی بستگی دارد. به‌منظور بررسی تأثیر آتش‌سوزی و زمان‌های پس از آن بر برخی خواص فیزیکی و شیمیایی خاک، تعداد ۸۰ نمونه خاک (سوخته و غیرسوخته) از دو عمق سطحی (۵ -۰ سانتی‌متری) و زیرسطحی (۲۰-۵ سانتی‌متری) با سابقه آتش‌سوزی متفاوت شامل ۲ و ۱۲ ماه پس از آتش‌سوزی به‌صورت تصادفی برداشت گردیدند. برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک در نمونه‌های تهیه شده اندازه‌گیری شدند. نتایج نشان‌دهندهٔ وجود اختلاف معنی‌دار از نظر میزان pH، EC، وزن مخصوص ظاهری و آمونیوم در خاک‌هایی با سابقهٔ آت ش‌سوزی متفاوت بود. به‌طوری که مقدار این پارامترها بلافاصله پس از آتش‌سوزی در خاک‌های سوخته در مقایسه با خاک‌های شاهد (غیرسوخته) افزایش نشان داد ولی پس از گذشت ۱۲ ماه به سطوح قبل از آتش‌سوزی رسید. مقدار نیتروژن کل در خاک‌هایی با ۲ و ۱۲ ماه سابقه آتش‌سوزی به‌ترتیب به میزان ۱/۱۸ و ۱/۱۱ برابر نسبت به خاک‌های شاهد افزایش یافت. مقدار کربن آلی در عمق سطحی خاک‌های سوخته با ۲ و ۱۲ ماه سابقه آتش‌سوزی نسبت به خاک‌های شاهد به‌ترتیب ۳۷/۲۵ و ۲۴/۷ درصد افزایش یافت. همچنین آتش‌سوزی منجر به کاهش معنی‌دار مقدار رس (۲۹/۲۵ درصد) در مناطق سوخته در مقایسه با خاک‌های شاهد شد. به‌طوری که توزیع اندازه ذرات خاک در مناطق شاهد در کلاس‌های بافتی رسی تا لومی و در مناطق سوخته در کلاس‌های بافتی لوم‌رسی تا لوم‌شنی قرار گرفت. به‌طور کلی آتش‌سوزی منجر به تغییرات محسوسی در خواص خاک شده که احیاء این شرایط به بیش از یک سال زمان نیاز دارد.

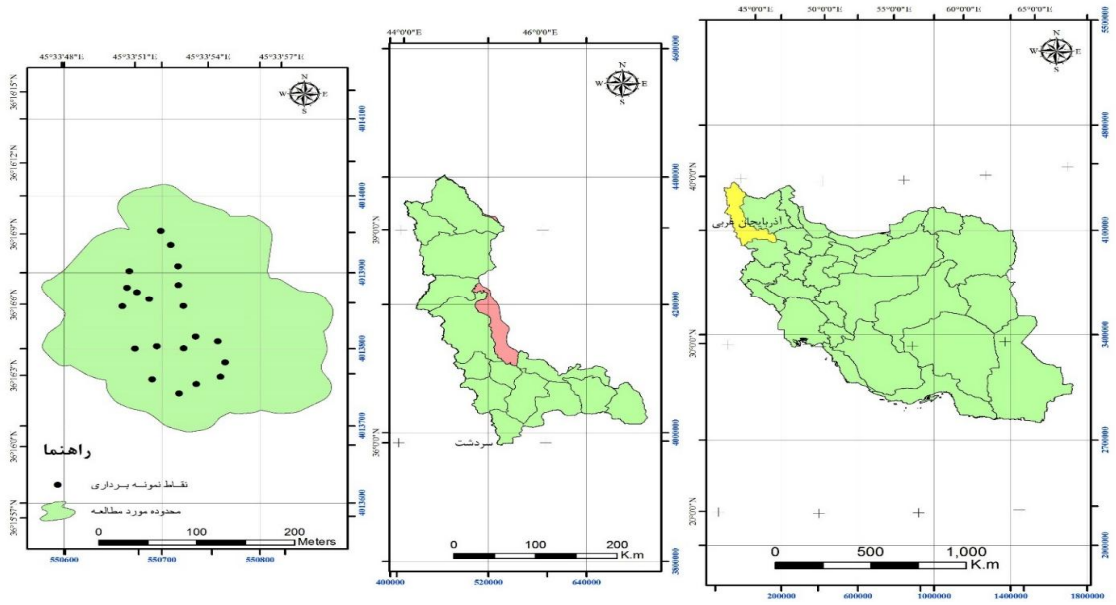
واژه‌های کلیدی: آتش‌سوزی، خاک جنگل، عمق خاک، نیتروژن

۱. گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه
*: مسئول مکاتبات: پست الکترونیکی: m.rsadaghiani@urmia.ac.ir

مقدمه

آتش‌سوزی یک پدیده جهانی است (۸ و ۲۶) که از مؤثرترین فاکتورهای دگرگونی در اکوسیستم‌های خاکی کره زمین به شمار می‌رود (۴۰) .آتش‌سوزی‌ها تقریباً در تمام اکوسیستم‌ها اتفاق می‌افتند. برخی از اکوسیستم‌ها نسبت به آتش‌سوزی شدیداً حساسند، اما در صورت عدم وقوع آتش‌سوزی‌های بعدی که منجر به بروز آتش‌سوزی‌های کنترل نشده می‌شود قابلیت بهبود خود را دارند (۳۹). تأثیرات آتش‌سوزی بر خاک‌ها مستقیماً به‌شدت و مدت آتش‌سوزی بستگی دارد. بسته به‌شدت آتش، ممکن است تغییراتی که در خصوصیات خاک اتفاق می‌افتند برای کل اکوسیستم مفید و یا زیان‌آور باشند (۴۸). بسیاری ازخصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک در اثر آتش‌سوزی تغییر می‌کنند (۱۴). تأثیرات آتش‌سوزی بر خاک به دو دسته تقسیم می‌شوند: تأثیرات غیرمستقیم آتش‌سوزی به تغییرات پوشش گیاهی وابسته است. آتش، تجمع مواد خشک را تنظیم می‌کند که این امر سبب کنترل شدت سوختگی گردیده و بر تراکم و ترکیب پوشش گیاهی جنگل و به دنبال آن بر کیفیت رویشگاه تأثیر می‌گذارد (۴۵). تأثیرات مستقیم آتش‌سوزی نیز باعث تغییر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک و کاهش میزان نفوذپذیری خاک سطحی می‌شوند (۳۳). گاهی آتش‌سوزی باعث بروز تغییرات دائمی و غیرقابل برگشت در خاک می‌گردد. آتش‌سوزی‌های شدید از جمله آتش‌سوزی‌های کنترل نشده اصولاً دارای اثرات منفی بیشتری برروی مشخصه‌های مختلف خاک می‌باشند (۵۲). بیشترین اثر آتش بر خاک، از دست دادن ماده آلی خاک و افزودن خطر فرسایش و همچنین تأثیر بر زادآوری گونه‌های گیاهی و شرایط زیست محیطی است. معمولاً اسیدیته خاک به دنبال آتش‌سوزی افزایش می‌یابد (۱، ۶ و ۵۷).

افزایش اسیدیته خاک، ناشی از تجمع عناصر K، Ca و Mg در خاکستر است (۳۷). افزایش اسیدیته در اثر تولید اکسیدهای K، Na، هیدروکسیدها و کربنات‌ها اغلب طی یک فصل مرطوب از بین می‌رود. البته اعمال آتش‌سوزی در خاک‌هایی که حاوی کربنات‌ها هستند به میزان ناچیزی باعث افزایش اسیدیته خاک می‌شود (۱۴). در اثر سوختن، مقدار نیتروژن آلی خاک در اثر تصعید کاهش می‌یابد (۲۱)، هرچند که پروتئین‌های اساسی موجود در خاک، نظیر نیتروژن فقط آتش‌سوزی‌های کم شدت را تحمل می‌نمایند و در اثر آتش‌سوزی‌هایی با شدت متوسط و بالا به دیگر فرم‌ها تغییر می‌کنند. آمونیوم و نیترات که فرم‌های قابل دسترس نیتروژن در خاک هستند در طول آتش‌سوزی شکل می‌گیرند. وزن مخصوص ظاهری خاک‌های جنگلی به‌طور قابل ملاحظه‌ای در نتیجه آتش‌سوزی افزایش می‌یابد (۶ و ۱۴). دلیل این امر به هم ریختن ساختار خاکدانه‌ها و انسداد منافذ توسط خاکستر و کانی‌های رس پراکنده می‌باشد (۱۴). با توجه به این که انتقال گرما در خاک به‌صورت گرادیان نزولی حرارتی است به‌طوری که دما در عمق ۵ سانتی‌متری خاک به ندرت به ۱۵۰ درجه سانتی‌گراد می‌رسد و اغلب گرما به عمق ۲۰ سانتی‌متری نمی‌رسد لذا شدت تأثیر پذیری خصوصیات خاک در اعماق مختلف متفاوت خواهد بود (۱۶). عمق نفوذ گرما در خاک به نسبت تراکم ذرات و رطوبت خاک در زیر مواد اشتعال‌پذیر، بستگی دارد (۱۳ و ۲۴). رها شدن یون‌های معدنی در اثر احتراق مواد آلی، باعث افزایش کوتاه مدت هدایت الکتریکی می‌شود و پس از گذشت زمان مقدار آن در خاک‌های سوخته به سطوح قبل آتش‌سوزی بر می‌گردد به‌طوری که ضریب هدایت الکتریکی خاک سوخته همواره کمتر از خاک شاهد (غیرسوخته) است (۱۴). آمونیوم محصول مستقیم احتراق است، در حالی‌که نیترات چندین هفته یا ماه پس از آتش‌سوزی در صورت مساعد بودن شرایط محیطی طی فرایند بیوشیمیایی به نام نیتریفیکاسیون ایجاد می‌شود (۱۵). چنانچه آمونیوم در خاک سریعاً مصرف نشود در فضاهای بین لایه‌ای رس تثبیت شده و از دسترس گیاهان خارج می‌شود البته آمونیوم تمایل تبدیل به نیترات را هم دارد (۴۶). نیترات هم در صورت عدم استفاده دچار آبشویی می‌گردد. هدف از این مطالعه بررسی تأثیرات آتش‌سوزی بر برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک در اعماق مختلف و زمان‌های متفاوت



شکل ۱. موقعیت منطقه مورد مطالعه

پس از آتش‌سوزی، در منطقه جنگلی سردشت واقع در استان آذربایجان غربی بود.

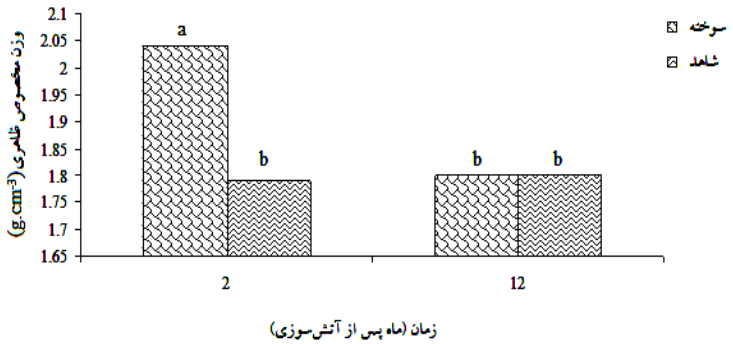
مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه در ۱۵ کیلومتری شهرستان سردشت در استان آذربایجان غربی در محدودهٔ عرض جغرافیایی شمالی ″۲/۲ ′۱۶ °۳۶ تا ″۹/۱ ′۱۶ °۳۶ و طول جغرافیایی شرقی ″۵۰/۴ ′۳۳ °۴۵ تا ″۵۴/۶ ′۳۳ °۴۵ واقع شده است (شکل ۱). متوسط ارتفاع از سطح دریا در حدود ۱۵۱۵ متر، جهت شیب از طرف جنوب غرب به طرف شرق و میزان شیب در نقاط نمونه‌برداری ۳۰ تا ۶۰ درصد می‌باشد. متوسط بارندگی منطقه ۸۵۸/۲ میلی‌متر در سال و متوسط دمای سالانه ۱۳/۱ درجه سانتی‌گراد است. مجموع اراضی و مناطق جنگلی و بیشه زارهای استان بالغ بر۱۷۴ هزار هکتار است که ۸۰ هزار هکتار آن (یعنی ۴۶ درصد) در شهرستان سردشت واقع شده است. منطقه مورد مطالعه از لحاظ زمین‌شناسی جزو زون سنندج – سیرجان بوده که متعلق به رشته کوه‌های زاگرس می‌باشد. قدیمی‌ترین تشکیلات زمین‌شناسی مربوط به دورهٔ پرکامبرین و جوان‌ترین آنها مربوط به دورهٔ مزوزوئیک می‌باشد. از نظرسنگ‌های تشکیل‌دهندهٔ بیشترین وسعت منطقه را سنگ‌های دوره کرتاسه (اسلیت وفلیت) و مرمر و سنگ‌های آهکی تشکیل می‌دهند. گونه‌های بلوط ایرانی یا برودار (*Quercus brantii*) یا (*Quercus persica*) و بلوط گرجستانی (*Quercus iberica*) مهمترین عناصر درختی تشکیل دهنده جنگل‌های این منطقه هستند.

نمونه‌برداری و اندازه‌گیری خصوصیات خاک

تعداد ۸۰ نمونه (سوخته و غیرسوخته) از دو عمق سطحی (۵- صفر سانتی‌متری) و زیرسطحی (۲۰- ۵ سانتی‌متری) در زمان‌های ۲ و ۱۲ ماه پس از آتش‌سوزی به‌صورت تصادفی برداشت گردید. نمونه‌ها پس از هوا خشک شدن، از الک ۲ میلی‌متری گذرانده شدند و برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی شامل نیتروژن کل به روش کجلدال (۱۰)، آمونیوم و نیترات به روش عصاره‌گیری با کلرورپتاسیم دو مولار و کجلدال (۵۱)، ماده آلی به روش والکی و بلاک (۴۹)، اسیدیته



شکل ۲. وزن مخصوص ظاهری در خاک‌هایی با سابقه آتش‌سوزی متفاوت

و هدایت الکتریکی با استفاده از نسبت ۱ به ۵ خاک به آب (۵۶)، بافت خاک به روش هیدرومتری (۲۳) و وزن مخصوص ظاهری با استفاده از سیلندر نمونه‌های خاک دست نخورده (۱۱) اندازه‌گیری گردیدند.

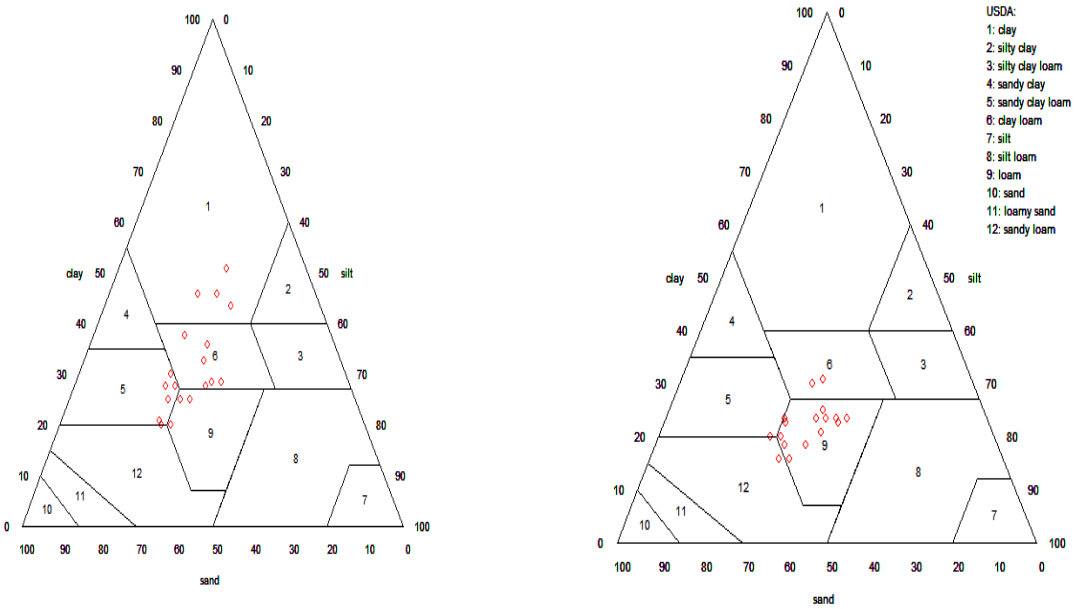
تجزیه و تحلیل داده‌ها

آزمایش به‌صورت فاکتوریل با طرح پایه کاملاً تصادفی ۳ فاکتوری که فاکتور اول خاک (با ۲ سطح سوخته و شاهد)، فاکتور دوم عمق (با ۲ سطح ۵- صفر سانتی‌متری و ۲۰- ۵ سانتی‌متری) و فاکتور سوم زمان (با ۲ سطح ۲ و ۱۲ ماه پس از آتش‌سوزی) بود، انجام شد. نرمال کردن داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار Minitab و تجزیه واریانس داده‌ها و مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال پنج درصد و با استفاده از نرم‌افزار SAS و رسم نمودار با نرم‌افزار Excel انجام گرفت.

نتایج و بحث

در ارتباط با وزن مخصوص ظاهری، اثرات متقابل خاک و زمان معنی‌دار شد ($P \leq ۰/۰۵$). آتش‌سوزی منجر به افزایش معنی‌داری در مقدار وزن مخصوص ظاهری خاک گردید. به‌طوری که مقایسات میانگین نشان‌دهنده وجود بیشترین میزان وزن مخصوص ظاهری در خاک‌های سوخته و با ۲ ماه سابقه آتش‌سوزی بود اما با گذشت یک سال از وقوع آتش‌سوزی مقدار آن در خاک‌های سوخته کاهش یافت (شکل ۲). افزایش وزن مخصوص ظاهری، می‌تواند ناشی از متلاشی شدن خاکدانه‌ها و انسداد منافذ به‌وسیلهٔ خاکستر و ذرات رس باشد (۱۹ و ۲۵) که نهایتاً باعث کاهش تخلخل، نفوذپذیری و ظرفیت نگه‌داری آب خاک شده (۷ و ۹) و رواناب و فرسایش سطحی را افزایش می‌دهد (۴۳).

نتایج نشان داد درصد رس در خاک‌های سطحی و زیرسطحی مناطق سوخته در مقایسه با خاک‌های شاهد به‌صورت معنی‌دار کاهش یافت. این در حالی است که درصد سیلت و شن در لایه سطحی و زیرسطحی خاک‌های سوخته نسبت به نمونه‌های شاهد افزایش نشان داد ولی اختلافات از نظر آماری معنی‌دار نبود. شکل (۳) چگونگی پراکنش خاک‌های مورد مطالعه در مناطق سوخته و شاهد را در مثلث بافت خاک (USDA) نشان می‌دهد. دامنه تغییرات فراوانی نسبی ذرات در خاک‌های شاهد در کلاس‌های بافتی رسی تا لومی و در خاک‌های سوخته در کلاس‌های بافتی لوم‌رسی تا لوم‌شنی قرار داشتند. بنابراین پس از آتش‌سوزی، بافت خاک در مناطق سوخته در مقایسه با مناطق شاهد، درشت‌تر شده که دلیل آن را می‌توان کاهش معنی‌دار درصد رس در اثر آتش‌سوزی دانست ($P \leq ۰/۰۵$). آتش‌سوزی به‌صورت غیرمستقیم توزیع اندازه ذرات را تحت تأثیر قرار می‌دهد (۵۰) به‌طوری که خاکستر حاصل از آتش‌سوزی منجر به انسداد منافذ خاک شده و لذا نفوذپذیری خاک سطحی کاهش می‌یابد (۱۶) و به این



(ب) (الف)

شکل ۳. توزیع کلاس بافتی خاک، الف) در مناطق سوخته ۲ و ۱۲ ماه پس از آتش‌سوزی وب) شاهد

ترتیب وقوع رواناب در سطوح شیب‌دار پس از سوختن پوشش گیاهی و لخت شدن خاک باعث انتقال انتخابی ذرات رس شده و درشت شدن بافت خاک را در پی دارد (۲۷ و ۴۴). کترینگ و بیگهام نیز درشت شدن بافت خاک پس از آتش‌سوزی را، به بوجود آمدن ذرات درشت هم اندازه شن از اجزاء رس و سیلت بر اثر حرارت ناشی از آتش در دمای بیشتر از ۲۵۰ درجه سانتی‌گراد نسبت دادند (۳۶).

نتایج تجزیه واریانس نشان داد اثرات متقابل خاک و زمان، خاک و عمق و زمان در ارتباط با pH معنی‌دار بود (جدول ۱). به‌طوری که مقایسات میانگین حاکی از وجود بیشترین میزان pH در خاک‌های سوخته با ۲ ماه سابقه آتش‌سوزی و در عمق ۲۰- ۵ سانتی‌متری بود (جدول ۲). افزایش pH در اثر آتش‌سوزی و افزایش دمای خاک، به‌دلیل تجزیه اسیدهای آلی به‌کندی صورت می‌گیرد. اگر چه در دماهای بالا (بیش از ۴۵۰ تا ۵۰۰ درجه سانتی‌گراد) در اثر احتراق کامل سوخت و رها سازی کاتیون‌های بازی افزایش قابل ملاحظه‌ای در واکنش خاک مشاهده می‌شود (۲) که متعاقباً منجر به افزایش اشباع بازی می‌گردد (۴۱). به عبارت دیگر pH حاصل تمرکز مجموع عناصر K، Ca و Mg در خاکستر است (۳۷). در اثر سوختن مواد آلی تجمع یافته در کف جنگل، مقدار زیادی کاتیون‌های بازی در خاک آزاد می‌شود (۳۱) که به نوبه خود منجر به افزایش مقدار pH می‌گردد (۴۲) ولی به‌دلیل حضور اکسیدهای پتاسیم و سدیم، هیدروکسیدها و کربنات‌ها افزایش pH دوام زیادی نداشته و اغلب طی یک فصل مرطوب از بین می‌رود (۱۷).

از نظر هدایت الکتریکی اثر متقابل بین خاک و زمان معنی‌دار شد ($P \leq ۰/۰۵$) (جدول ۱). به‌طوری که بیشترین میزان EC در عمق سطحی (۵- صفر سانتی‌متری) خاک‌های سوخته با ۲ ماه سابقه آتش‌سوزی مشاهده گردید البته پس از ۱ سال، مقدار آن در خاک‌های سوخته به سطوح قبل آتش‌سوزی بازگشت (جدول ۲). افزایش مقدار هدایت الکتریکی در خاک‌های سوخته ممکن است ناشی از رها شدن یون‌های معدنی مختلف حاصل از سوختن مواد آلی باشد (۱۴). مقدار هدایت الکتریکی بیشتر، در خاک‌های سطحی به‌دلیل تجمع بیشتر کاتیون‌های بازی در سطح خاک است البته افزایش ضریب

جدول ۱. نتایج تجزیه واریانس تأثیر خاک، عمق، زمان و اثرات متقابل آنها خصوصیات خاک

منابع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات MS						
		N	NH_4^+	NO_3^-	pH	EC	OC	C:N
خاک	۱	۰/۰۱۶ ns	۲۷۰ ns	۲/۴۵ ns	۰/۵۰۹ ns	۰/۰۱۱ ns	۱۰۰ ***	۷۶۶*
عمق	۱	*۰/۱۶۶	۸۸/۲ ns	۲۲/۱ ns	۰/۰۷۹ *	۰/۰۵۸*	۱۸۷***	۱۶۵ns
خاک×عمق	۱	۰/۰۰۱*	۵/۵۱*	۰/۶۱۲ ns	۰/۰۰۴ ns	۰/۰۰۲*	۳/۴۸*	۲۱۹*
اشتباه اصلی	۳۶	۰/۰۰۳	۲۶/۹	۲۵/۸	۰/۰۴۷	۰/۰۰۳	۵/۳۸	۷۷/۱
زمان	۱	۰/۰۱۱ ns	۲/۴۵ ns	۸۸/۲ ns	۰/۰۰۴ns	۰/۰۰۵ ns	۰/۰۵۵ ns	۳۲۸ns
خاک×زمان	۱	۰/۰۰۱*	۴۹/۶*	۵/۵۱ ns	۰/۱۵۷ *	۰/۰۴۱*	۵/۵۸*	۱۲۳*
عمق×زمان	۱	۰/۰۰۱*	۶۱/۳ ns	۰/۶۱۲ ns	۰/۰۰۱ ns	۰/۰۱*	۰/۳۷۱**	۱۶/۹*
خاک×عمق×زمان	۱	۰/۰۰۱*	۴۹/۶**	۲/۴۵*	۰/۰۰۷*	۰/۰۰۱**	۰/۰۹۳**	۴۰/۷**
اشتباه فرعی	۳۶	۰/۰۰۴	۳۱/۲	۱۵/۶	۰/۰۳۳	۰/۰۰۴	۵/۵۵	۶۸/۶
ضریب تغییرات (٪)		۲۹/۴	۲۸/۷	۲۳/۷	۲/۷۶	۴۰/۵	۴۱/۴	۲۹/۸

***، **، * به‌ترتیب نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌دار درسطح احتمال ۰/۱٪، ۱٪ و ۵٪ و ns نشان‌دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌دار هستند

جدول ۲. مقایسات میانگین اثر متقابل خاک، عمق و زمانبر خصوصیات خاک

خاک	عمق	سابقه آتش‌سوزی	NH_4^+	NO_3^-	pH	EC	N	OC	C:N
	(cm)	(month)	($mg.kg^{-1}$)				($g.100g^{-1}$)		
سوخته	۰–۵	۲	۲۳/۱a	۱۶/۵ab	۶/۷ab	۰/۲۳a	a۰/۲۷۲	۸/۷۵ a	۳۲/۸۷a
		۱۲	۲۲a	۱۷/۵a	۶/۶abc	۰/۱۷ ab	۰/۲۴۲ ab	۸/۳۴ ab	۳۴/۹۴a
	۵–۲۰	۲	۲۰/۶ab	۱۵/۱b	۶/۸a	۰/۱۴ bc	۰/۲۴۱ ab	۵/۳۴ cde	۲۷/۱۹abc
		۱۲	۱۹/۳ab	۱۷/۱a	۶/۷ab	۰/۱۴ bc	۰/۲۳۲ ab	cde۴/۷۹	۲۸/۲۵ abc
شاهد	۰–۵	۲	۱۵/۸b	۱۶/۱ab	۶/۴۵c	۰/۱۵ bc	۰/۱۹۱ bc	۵/۴۹ cd	۲۲/۳۱ bc
		۱۲	۲۱ab	۱۸/۹a	۶/۶ abc	۰/۱۹ab	۰/۱۵۸ cd	۶/۲۸ bc	۲۶/۵۰abc
	۵–۲۰	۲	۱۷/۵ab	۱۵/۱b	۶/۵c	۰/۰۹ c	۰/۱۴۹ cd	۳/۰۵e	۲۰/۴۰c
		۱۲	۱۶/۱b	۱۷/۵a	۶/۶bc	۰/۱۶b	۰/ ۱۲۷ d	۳/ ۴۳de	۲۹/۲۸ab

میانگین‌های دارای حروف مشترک براساس آزمون دانکن اختلاف معنی‌داری (P≤۰/۰۵) ندارند

هدایت الکتریکی قابل برگشت است و دوام چندانی ندارد (۳۲ و ۴۷).

درصد کربن آلی در اعماق متفاوت دارای اختلاف معنی‌داری بود (جدول ۱) (P ≤۰/۰۰۱). نتایج حاکی از تغییر میزان کربن آلی در خاک‌های سوخته و شاهد نسبت به زمان بود به‌طوری که در اثر وقوع آتش‌سوزی میزان کربن در خاک‌هایی با ۲ و ۱۲ ماه سابقه سوختگی در مقایسه با خاک‌های شاهد به‌طور قابل ملاحظه‌ای افزایش یافت (جدول ۲). آتش‌سوزی به‌طور مستقیم (از طریق اکسیداسیون ترکیبات قابل دسترس شامل مواد آلی (مواد آلی تازه و لاشبرگ‌ها) و غیرمستقیم (از طریق تأثیر بر فعالیت میکروبی) چرخه کربن را در خاک‌های

جنگلی تحت تأثیر قرار می‌دهد البته بسته به‌شدت آتش‌سوزی، رطوبت‌خاک، نوع خاک و ماهیت مواد سوخته تأثیر آتش‌سوزی متفاوت است به‌طوری که برخی مطالعات حاکی از افزایش و برخی بیانگر کاهش تجزیه مواد آلی هستند (۲۰، ۲۹ و ۵۵). مطالعات نشان دادند که مقدار کربن آلی در افق A خاک سوخته ۸ درصد افزایش یافت. افزایش ماده آلی پس از آتش‌سوزی ممکن است ناشی از تبدیل مواد آلی (مواد آلی تازه) به فرم‌های مقاوم، اتصال بقایای غیرسوخته به اجزای معدنی خاک و در نتیجه حفاظت بیشتر در برابر تجزیه بیوشیمیایی و همچنین ورود گونه‌های تثبیت کنندهٔ ازت (N_2-fixer) در منطقه سوخته پس از آتش‌سوزی باشد که قادر به افزایش قابل توجه ترسیب کربن در خاک هستند (۳۴). در این خصوص رشید (۵۴)، نیز گزارش نمود که شدت کم آتش‌سوزی می‌تواند باعث کاهش تبدیل لاشریزه به خاکستر سیاه شود و فقط بخشی از درختان دچار سوختگی شوند و همچنان به‌صورت سرپا باقی بمانند بنابراین پایین بودن شدت آتش‌سوزی در منطقه مورد مطالعه نیز می‌تواند از دلایل افزایش ماده آلی در خاک باشد. کاهش مقدار کربن با گذشت زمان ناشی از فرسایش خاک می‌باشد. آتش‌سوزی از طریق ایجاد خاکستر منجر به انسداد منافذ شده و شرایط خاک سطحی را تغییر می‌دهد، همچنین با از بین بردن لاشبرگ‌ها و پوشش گیاهی سطح خاک، میزان فرسایش را افزایش می‌دهد (۳، ۱۸ و ۲۲). وقوع باران‌های شدید در منطقه نیز به‌دلیل فرسایش خاک سطحی، ذرات ریز حاوی مواد آلی را انتقال داده و به‌عنوان یکی از عوامل کلیدی در کاهش مقدار کربن آلی خاک عمل می‌نماید (۲۷).

از نظر درصد نیتروژن کل بین خاک‌های (سوخته و شاهد) اختلاف معنی‌داری مشاهده نگردید لیکن درصد آن در اعماق متفاوت اختلاف معنی‌داری ($P \leq ۰/۰۵$) نشان داد. اثر متقابل خاک و زمان ($P \leq ۰/۰۵$) نیز معنی‌دار بود (جدول ۱). به‌طوری که مقایسات میانگین نشان‌دهنده وجود بیشترین مقدار نیتروژن در خاک‌های سوخته با ۲ ماه سابقه آتش‌سوزی و در عمق سطحی (۵- صفر سانتی‌متری) بود. تأثیرات آتش‌سوزی بر ذخیره نیتروژن کل خاک ثابت نمی‌باشد برخی مطالعات حاکی از افزایش (۱۵ و ۳۸) برخی دیگر نشانگر کاهش (۴ و ۵۳) نیتروژن کل در اثر وقوع آتش‌سوزی هستند. این ناسازگاری می‌تواند ناشی از فاکتورهای محیطی نظیر رطوبت خاک، آبشویی، فرسایش و عمق نمونه‌برداری باشد (۲۹). شدت آتش‌سوزی و نوع پوشش گیاهی نیز از فاکتورهای مهم تأثیرگذار بر تغییرات نیتروژن کل خاک هستند. به‌دلیل دمای پایین تصعید نیتروژن انتظار می‌رود بیشترین مقدار نیتروژن موجود در لاشبرگ‌ها و لایه‌های سطحی خاک در اثر آتش‌سوزی وارد اتمسفر شده و تأثیرات طولانی مدتی بر ذخیره نیتروژن در اکوسیستم‌های جنگلی داشته باشد (۶۰). اما با توجه به پایین بودن شدت آتش‌سوزی در منطقه، سوختن لاشبرگ‌ها به آرامی صورت گرفته و دما به حدی نرسیده که عناصر غذایی (به خصوص نیتروژن) تصعید شده و وارد اتمسفر شوند لذا مقدار نیتروژن در خاک‌های سوخته در مقایسه با خاک‌های شاهد افزایش نشان داده است (۳۰). از طرفی به‌دلیل همبستگی بالایی که بین ماده آلی و نیتروژن کل خاک وجود دارد و نیز تقریباً تمامی نیتروژن خاک در مواد آلی متمرکز شده است، افزایش ماده آلی در اثر وقوع آتش‌سوزی می‌تواند دلیل دیگر افزایش نیتروژن کل خاک باشد (۱۲).

از نظر نسبت C:N نیز اثرات متقابل خاک، عمق و زمان شد (جدول ۱). به‌طوری که بیشترین و کمترین مقدار آن به‌ترتیب در عمق سطحی خاک‌های سوخته و عمق زیرسطحی خاک‌های شاهد مشاهده گردید (جدول ۲). آتش‌سوزی از طریق تأثیراتی که بر مقادیر نیتروژن و کربن خاک دارد منجر به تغییر نسبت C:N در خاک‌ها می‌شود.

اثر متقابل خاک، عمق و زمان آتش‌سوزی در مورد مقادیر آمونیوم ($P \leq ۰/۰۱$) و نیترات ($P \leq ۰/۰۵$) معنی‌دار شد (جدول ۱). به دنبال آتش‌سوزی مقدار آمونیوم در خاک‌های سوخته نسبت به نمونه‌های شاهد افزایش یافت اما با گذشت ۱ سال از وقوع آتش‌سوزی این مقادیر به سطوح قبل از آتش‌سوزی رسید (جدول ۲). در اثر وقوع آتش‌سوزی تغییرات محسوسی در

میزان نیترات مشاهده نگردید به عبارت دیگر مقدار نیترات خاک تحت تأثیر آتش سوزی قرار نگرفت (جدول ۲). آتش‌سوزی‌هایی با شدت متوسط و بالا بخش قابل توجهی از نیتروژن آلی خاک را به فرم‌های معدنی تبدیل می‌نمایند (۱۴). آمونیوم و نیترات اشکال غیرآلی نیتروژن هستند و در طول آتش‌سوزی ایجاد می‌شوند. آمونیوم محصول مستقیم احتراق است و با وقوع آتش‌سوزی به‌دلیل رهاسازی آمونیوم از ساختارهای رسی (در اثر گرمای حاصل از احتراق)، تجزیه نیتروژن آلی موجود در خاکستر و افزایش سرعت آمونیفیکاسیون افزایش می‌یابد (۲۸)، درحالی که نیترات چندین هفته یا ماه پس از آتش‌سوزی در صورت مساعد بودن شرایط محیطی طی فرایند بیوشیمیایی به نام نیتریفیکاسیون ایجاد می‌شود (۳۵ و ۵۸). زمانی که مقادیر بالای آمونیوم موجود در خاک سوخته و خاکستر سطحی، پس از آتش‌سوزی توسط گیاهان جذب نشود به‌دلیل متلاشی شدن خاکدانه‌ها و انسداد منافذ به‌وسیلهٔ خاکستر و ذرات رس، نفوذپذیری خاک کاهش (۱۶) و میزان آبشویی و فرسایش آبی (۵۹) و بادی (۲۵) افزایش می‌یابد و تلفات قابل توجهی در مقدار آمونیوم ایجاد می‌شود (۵).

نتیجه‌گیری

تأثیرات آتش‌سوزی بر خواص فیزیکی و شیمیایی خاک در مناطق جنگلی قابل توجه می‌باشد به‌طوری که احتراق از طریق تولید خاکستر منجر به کاهش نفوذپذیری شده و با آزاد نمودن مقادیر قابل توجهی از کاتیون‌های بازی حاصل از احتراق مواد آلی موجود در کف جنگل و افزایش میزان معدنی شدن، قابلیت دسترسی عناصر غذایی را افزایش می‌دهد. تغییرات کوتاه مدت هدایت الکتریکی و pH نیز از دیگر اثرات آتش‌سوزی می‌باشد. البته پس از مدت زمان مشخص، بسته به‌شدت آتش‌سوزی و شرایط اقلیمی میزان این پارامترها، به سطوح قبل از آتش‌سوزی باز می‌گردد. در نتیجه می‌توان گفت تغییرات شیمیایی ایجاد شده در اثر آتش‌سوزی، در کوتاه مدت برای حاصلخیزی خاک مفید می‌باشند درحالی که در طولانی مدت، به‌دلیل تلفات عناصر غذایی موجود در خاکستر از طریق آبشویی، فرسایش و تصعید، حاصلخیزی خاک کاهش می‌یابد.

منابع مورد استفاده

1. Aref, I. M., H. A. Atta and A. R. Ghamade. 2011. Effect of forest fires on tree diversity and some soil properties. Int. J. Agric. Biol. 13: 659-664.
2. Arocena, J. M. and C. Opio. 2003. Prescribed fire-induced changes in properties of sub-boreal forest soils. Geoderma 113: 1-16.
3. Ballard, T. M. 2000. Impacts of forest management on northern forest soils. For. Ecol. Manage. 133.1: 37-42.
4. Bell, R. L. and D. Binkley. 1989. Soil nitrogen mineralization and immobilization in response to periodic prescribed fire in a loblolly pine plantation. Can. J. For. Res. 19: 816-820.
5. Boerner, R. E. J. 1982. Fire and nutrient cycling in temperate ecosystems. Bioscience 32: 92-187.
6. Boerner, R. E. C., S. Hart and J. Huang. 2009. Impacts of fire and fire surrogate treatment. Ecol. Appl. 19: 338-358.
7. Boix Fayos, C. 1997. The roles of texture and structure in the water retention capacity of burnt Mediterranean soils with varying rainfall. Catena. 31: 219-236.
8. Bowman, D. M. J. S., K. Balch, P. W. J. Artaxond, J. M. Carlson and M. A. Cochrane. 2009. Fire in the earth system. Sci. 324: 481-484.
9. Boyer, W. D. and J. H. Miller. 1994. Effect of burning and brush treatments on nutrient and soil physical properties in young longleaf pine stands. For. Ecol. and Manage. 70: 311-318.
10. Bremner, J. M. and C. S. Mulvaney. 1982. Nitrogen-Total. Methods of soil analysis. PP. 595-624. Part 2. Chemical and microbiological properties (methods of soil 2).
11. Burt, R. 2004. Soil survey laboratory methods manual. Soil Survey Investigations Report No. 42, Version 4.0. United State Department of Agriculture, Washington.
12. Busse, M. D. and L. F. DeBano. 2005. In Wild land Fire in Ecosystems: Effects of Fire on Soil and Water. General Technical Report RMRS-GTR-42-Vol.

13. Campbell, G. S., J. D. Jungbauer, K. L. J. R. Bristow and R. D. Hungerford. 1995. Soil temperature and water content beneath a surface fire. J. Soil Sci. 159: 363-374.
14. Cerenti, G. 2005. Effect of fire on properties of soil- A review. Oecologia. 143:1-10.
15. Covington, W. W. and S. S. Sackett. 1992. Soil mineral nitrogen changes following prescribed burning in ponderosa pine. For. Ecol. Manage. 54: 175-191.
16. DeBano, L.F. 2000. The role of fire and soil heating on water repellency in wild land environments: a review. J. Hydrol. 231-232: 195-206.
17. DeByle, N. V. 1976. Fire, logging and debris disposal effects on soil and water in northern coniferous forests. International Union of Forest Research Organizations. PP. 201-212. College of life sciences and agriculture, Orono, Maine.
18. Doerr, S., S. Woods and D. Martin. 2009. Natural background soil water repellency in conifer forests of the north-western USA: Its prediction and relationship to wildfire occurrence. J. Hydrol. 371: 12-21.
19. Durgin, P. B. and P. J. Vogelsang. 1984. Dispersion of kaolinite by water extracts of Douglas-fir ash. Can. J. Soil Sci. 64: 439-443.
20. Fernandez, I., A. Cabaneiro and T. Carballas. 1997. Organic matter changes immediately after a wildfire in an Atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating. Soil Biol. Biochem. 29: 1-11.
21. Fisher, R. F. and D. Binkley. 2000. Ecology and management of forest soils. PP. 21: 12-23. 3rd edition. Wiley, New York.
22. Friend, A. L. 1989. Differences in nutrient distribution between adjacent cut and uncut east-slope cascade forest stands suggest nutrient losses. PP. 65. Forestry Sciences Laboratory, PNW Research Station, Wenatchee, WA.
23. Gee, G. H. and J. W. Bauder. 1986. Particle size analysis. PP. 9: 383-411. *In*: A. klute, (Ed.), Methods of soil Analysis. Physical Properties. SSSA, Madison, WI.
24. Gillon, D., V. Gomendy, C. Houssard, J. Marechal and J. C. Valette. 1995. Combustion and nutrient losses during laboratory burns. Int. J. Wildland Fire. 5: 1-12.
25. Giovannini, G., S. Lucchesi and M. Giachetti. 1988. Effects of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. J. Soil Sci. 146: 255-261.
26. González-Pérez, J. A., F. González-Vila, G. Almendros and H. Knicker. 2004. The fire effect on soil organic matter: a review. Environ. Int. 30: 855-870.
27. Granged, A. J. P., L. M. Zavala, J. Antonio and G. Bárcenas-Moreno. 2011. Post-fire evolution of soil properties and vegetation cover in a Mediterranean heathland after experimental burning: A 3-year study. Geoderma 164: 85-94.
28. Grogan, P., T. D. Bruns and F. S Chapin. 2000. Fire effects on ecosystem nitrogen cycling in a Californian bishop pine forest. Oecologia 122: 537-544.
29. Hamman, S. T., I. C. Burke and E. E. Knapp. 2008. Soil nutrients and microbial activity after early and late season prescribed burns in a Sierra Nevada mixed conifer forest. For. Ecol. Manage. 256: 367-374.
30. Hatten, J., D. Zabowski, G. Scherer and E. Dolan. 2005. A comparison of soil properties after contemporary wildfire and fire suppression. For. Ecol. Manage. 220: 227-241.
31. Harvey, A. E., M. F. Jurgensen and M. J. Larsen. 1979. Role of forest fuels in the biology and management of soil. PP. 174. USDA Forest Service, General Technical Report INT-65, Intermountain Forest and Range Experimental Station, Ogden.
32. Hernandez, T., C. Garcia and I. Reinhardt. 1997. Short-term effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. Biol. Fertil. Soils. 25: 109-116.
33. Imeson, A. C., J. M. Verstraten, E. J. Van Mulligen and J. Sevink. 1992. The effects of fire and water repellence on infiltration and runoff under Mediterranean type forest. Catena. 19: 345-361.
34. Johnson, D. W. and P. S. Curtis. 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. For. Ecol. Manage. 140: 227-238.
35. Johnson, D., J. D. Murphy, R. F. Walker, D. W. Glass and W. W. Miller. 2007. Wildfire effects on forest carbon and nutrient budgets. Ecol. Eng. 31: 183-192.
36. Ketterings, Q. M. and J. M. Bigham. 2000. Soil color as an indicator of slash-and-burn fire severity and soil fertility in Sumatra, Indonesia. Soil Sci. Soc. Am. J. 64: 1826-1833.
37. Khanna, P. K., R. J. Raison and R. A. Falkiner. 1994. Chemical properties of ash derived from Eucalyptus litter and its effects on forest soils. For. Ecol. Manage. 66: 107- 125.
38. Kovacic, D. A., D. M. Swift, J. E. Ellis and T. E. Hakonson. 1986. Immediate effects of prescribed burning on mineral soil nitrogen in ponderosa pine of New Mexico. J. Soil Sci. 141: 71-75.
39. Kraus, D. and J. Goldammer. 2007. Fire Regimes and Ecosystems: An overview of fire ecology in tropical ecosystems. PP. 9-13. Forest Fires in India, Madurai, India.

40. Lavorel, S., M. D. Flannigan, E. F. Lambin and M. C. Scholes. 2007. Vulnerability of land systems to fire: interactions among humans, climate, the atmosphere and ecosystems. Mitigation Adapt. Strateg. Glob. Chang. 12: 33- 53.
41. Macadam, A. M. 1987. Effects of broadcast slash burning on fuels and soil chemical properties in the sub-boreal spruce zone of central British Columbia. Can. J. For. Res. 17: 1577-1584.
42. MacDonald, L. H. and E. L. Huffman. 2004. Post-fire soil water repellency: Persistence and soil moisture thresholds. Soil Sci. Soc. Am. J. 68: 1729-1734.
43. Martin, D. A. and J. A. Moody. 2001. Comparison of soil infiltration rates in burned and unburned mountainous watersheds. Hydrol. Process. 15: 2893-2903.
44. Mermut, A. R., S. H. Luk, M. J. M. Romkens and J. W. A. Poesen. 1997. Soil loss by splash and wash during rainfall from two loess soils. Geoderma 75: 203-214.
45. Minroe, D. 1986. Effects of site preparation on seedling growth: a preliminary comparison of broadcast burning and pile burning. USDA For. Ser. Res., Note PNW-RN-452, 12 p.
46. Mroz, G. D., M. F. Jurgensen, A. E. Harvey and M. J. Larsen. 1980. Effects of fire on nitrogen in forest floor horizons. Soil Sci. Soc. Am. J. 44: 395-400.
47. Naidu, C. V. and K. P. Srivasuki. 1994. Effect of forest fire on soil characteristics in different areas of Seshachalam hills. Ann. For. Sci. 2: 166-173.
48. Neary, D. G., C. C, Klopatek and L. F. DeBano. 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. For. Ecol. Manage. 122: 51-71.
49. Nelson, D. W. and L. E. Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. PP. 539-579. *In*: Page, A.L., (Ed.), Methods of soil analysis. Part 2, 2nd ed. SSSA Book Ser. 5.SSSA, Madison, WI.
50. Oswald, B. P., D. Davenport and L. F. Neuenschwander. 1999. Effects of slash pile burning on the physical and chemical soil properties of Vassar soils. Int. J. Sustain Hum. Secur. 8:75-86.
51. Page, A. L., R. H. Miller and D. R. Keeney. 1992. Methods of Soil Analysis. PP. 1750. *In*: II. Physical and properties. SSSA Pub. Madison.
52. Rab, M. A. 1996. Soil physical and hydrological properties following logging and slash burning in the Eucalyptus regnans forest of southeastern Australia. For. Ecol. Manage. 84: 159-175.
53. Raison, R. J., P. K. Khanna and P. V. Woods. 1985. Transfer of elements to the atmosphere during low-intensity prescribed fires in three Australian subalpine eucalypt forests. Can. J. For. Res. 15(4): 657-664.
54. Rashid, G. H. 1987. Effect of fire on soil carbon and nitrogen in a Mediterranean oak forest of Algeria. Plant Soil. 103: 89-93.
55. Simard, D. G., J. W. Fyles, D. Pare, and T. Nguyen. 2001. Impacts of clear-cut harvesting and wildfire on soil nutrient status in the Quebec boreal forest. Can. J. Soil Sci. 81: 229-237.
56. Tandon, H. L. S. 1998. Methods of Analysis of Soils, Plants, Waters and Fertilizers. Fertilizers Development and Consultancy Organization, New Delhi.
57. Tufeccioglu, A., M. Kucuk and E. Bilgili. 2010. Soil properties and root biomass responses to prescribed burning in young corsican pine (Pinus nigra Arn.) stands. J. Environ. Biol. 31: 369-373.
58. Walker, J., R. J. Raison and P. K. Khanna. 1986. Fire. PP. 185-216. *In*: Russell, J. S. and Isbell, R. F., (Ed.), Australian soils: the human impact. Australian Society of Soil Science, University of Queensland Press: St Lucia.
59. Wallbrink, P., W. Blake, S. Doerr, R. Shakesby, G. Humphreys and P. English. 2005. Using Tracer Based Sediment Budgets to Assess Redistribution of Soil and Organic Material after Severe Bush Fires. PP. 223-230. *In*: Walling, D.E., Horowitz, A.J., (Ed). Sediment Budgets, IAHS Publication: Wallingford, UK.
60. Zhang, W. R., G. Y. Yang, X. Y. Tu and P. Zhang. 1999. Determination of forest soil water-physical properties. China Criterion of Forest Technique. No. LY/T 1215. (In Chinese).

J. Water and Soil Sci (Sci. & Technol. Agric. & Natur. Resour.)
Vol. 21, No. 3, Fall 2017, Isf. Univ. Technol., Isf., Iran.

The Effect of Firing Background on Some Soil Physico-Chemical Properties in Forest Ecosystem of Sardasht

S. Ashrafi- Saeidlou, MH. Rasouli-Sadaghiani* and M. Barin[1]

(Received: Aug. 24-2015; Accepted: Dec. 03-2016)

Abstract

The Firing effect on soil depends on its intensity and duration. In order to investigate influence of different firing backgrounds on some soil physical and chemical properties, 80 soil samples were taken from two depths (0-5 cm and 5-20 cm) with different time of firing background (2 and 12 months). Some soil physical and chemical characteristics were measured at soil samples. The results showed that there was a significant difference in the amount of pH, EC, bulk density and ammonium in soils with different history of burning. The amount of studied indices increased after firing in burned soils compared to the control ones. However 12 months later they reach to their pre-fire levels. Total nitrogen amount in soils with 2 and 12 months firing history were 1.18 and 1.11 times higher than the control soils, respectively. The amount of organic carbon in surface depth (0-5 cm) of burned soils with 2 and 12 month firing backgrounds 37.25 and 24.7 percent increased in comparison to control soils, respectively. Also, fire led to a significant reduction in the amount of clay (29.25 percent) in burned areas compared to the control ones. Soil particle size distribution in control sites were in clay up to loam and in burned areas were in clay loam up to sandy loam classes. Therefore forest firing causes obvious changes in soil properties, remediation of which takes more than one year.

Keywords: Fire, Forest soil, Nitrogen, soil depth.

1. Dept. of Soil Sci., Urmia Univ., Urmia, Iran.
*: Corresponding Author, Email: m.rsadaghiani@urmia.ac.ir